

北方針広混交林における択伐後の小面積樹冠下地はぎが オサムシ類 (コウチュウ目: オサムシ科) に及ぼす影響

山中 聡^{1,*}・佐山 勝彦²・倉本 恵生³・飯田 滋生⁴
山浦 悠一³・尾崎 研一³

¹北海道大学大学院農学院森林生態系管理学

²国立研究開発法人森林総合研究所北海道支所

³国立研究開発法人森林総合研究所

⁴国立研究開発法人森林総合研究所九州支所

Effects of Small-Scale Soil Scarification under Canopies on Carabid Beetles (Coleoptera: Carabidae) in Conifer-Hardwood Mixed Forests after Selection Logging in Northern Japan. Satoshi YAMANAKA,^{1,*} Katsuhiko SAYAMA,² Shigeo KURAMOTO,³ Shigeo IIDA,⁴ Yuichi YAMAURA³ and Kenichi OZAKI³ ¹Graduate School of Agriculture, Hokkaido University; Kita-ku, Kita 9 Nishi 9, Sapporo 060-8589, Japan. ²Hokkaido Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute; 7 Hitsujigaoka, Toyohira-ku, Sapporo 062-8516, Japan. ³Forestry and Forest Products Research Institute; 1 Matsunosato, Tsukuba 305-8687, Japan. ⁴Kyushu Research Center, Forestry and Forest Products Research Institute; 4-11-16 Kurokami, Chuo, Kumamoto, Kumamoto 860-0862, Japan. *Jpn. J. Appl. Entomol. Zool.* 60: 33-41 (2016)

Abstract: Small-scale soil scarification under canopies has been proposed to remove regeneration inhibitor plants that often dominate the understory in natural forests after selection logging. We studied the impacts of the small-scale soil scarification on carabid beetle assemblages in conifer-hardwood mixed forests in northern Japan. We sampled carabid beetles using pitfall traps in scarified sites and adjacent unscarified sites two and four years after scarification. Forest species made up 98% of the total catch with only a few individuals of non-forest species occurring in scarified sites. Species richness of forest species did not differ significantly between scarified and unscarified sites, whereas species richness of non-forest species was higher in scarified sites than in unscarified sites. Carabid species composition differed between scarified and unscarified sites in each of the two study years. Dissimilarity measures between scarified and adjacent unscarified sites were smaller after four years than after two years, indicating that differences in species composition associated with scarification declined during the study period. Some forest species were more abundant in scarified sites, whereas other forest species were more abundant in unscarified sites. Our results suggest that small-scale scarification may have a limited impact on carabid beetle diversity.

Key words: Biodiversity; ground beetle; natural forest management; pitfall trap; species composition

緒 言

生物多様性を保全・維持していくことは現代社会において重要な課題である。木材生産を基本目的とする森林管理においても、森林生態系を保全し、森林が持つ多様な機能を持続させることが求められている(森, 2007)。伐採は木材を生産し、森林の構造を大きく変化させるため、生物多様性を保全・維持する森林管理の中でも特に重要な位置を担う。択伐は、森林から単木もしくは群状に伐採対象木

を選び、回帰年とよばれる年数ごとに繰り返し伐倒・収穫する森林の伐採方法である。天然林での択伐には様々な問題点が指摘されているものの(渡邊, 2003)、皆伐等の他の伐採方法と比較して、生物多様性の維持に寄与する複雑な林分構造や、攪乱されていない林床等の生物由来遺物(biological legacy)(Franklin et al., 2002; Bausch et al., 2009)を残しつつ木材生産を行うことができる。このため、天然林択伐は森林生態系の保全と木材生産を両立させる上で重要な施業法の一つである(Noguchi and Yoshida, 2007)。

*E-mail: syama@for.agr.hokudai.ac.jp

2015年5月12日受領(Received 12 May 2015)

2015年11月25日登載決定(Accepted 25 November 2015)

DOI: 10.1303/jjaez.2016.33

天然林択伐を持続的に行うためには、択伐時に造成される林冠ギャップに実生が定着し、あるいは前生稚樹の成長が促進されることで、後継樹が確保される必要がある。しかしながら、北海道等の多雪地域では、択伐後の林床にササが繁茂し、稚樹の更新が抑制されることが問題となってきた (Noguchi and Yoshida, 2004, 2005)。一方、無立木地に繁茂するササを除去し森林を再生させる方法として、ササなどの地表植生を、重機を用いてはぎとるかき起こしが広く行われている (梅木, 2003)。しかし、この方法はカンバ等の陽性樹種による一斉林を形成しやすく、多様な樹種から構成される森林の再生が難しいという問題がある (梅木, 2003)。これらの問題を解決する方法として、択伐直後の小規模なギャップで地はぎを行う小面積樹冠下地はぎが提案されている (倉本ら, 2011, 2012)。小面積樹冠下地はぎは、周辺の樹冠によって光強度を制限することでカンバ類の優占とササの回復を抑制し、更新樹種の多様化に貢献する (倉本ら, 2012)。例えば、北海道の針広混交林では、小面積樹冠下地はぎがダケカンバ *Betula ermanii* Cham 等の陽性樹種の実生の発生を抑え、トドマツ *Abies sachalinensis* Masters やイタヤカエデ *Acer pictum* Thunb. 等の耐陰性の高い樹種の実生定着を可能としている (倉本ら, 2012)。「小面積樹冠下地はぎ」という用語に関しては、この地表処理が表土ごとササを除去するものではないため、これまでの「かき起こし」とは異なり「地はぎ」もしくは「地がき」と称するのが適当と考えられる。本研究では、「地はぎ」に統一する。従来のかき起こしに比べて小面積であることと、周囲を樹冠に囲まれていることを明示するために「小面積樹冠下地はぎ」の語を用いる。

地はぎは林床を攪乱し表土を露出させるため、林床に生息する節足動物の群集構造を変化させる場合があることがオサムシ科甲虫類 (Beaudry et al., 1997; Koivula and Niemelä, 2003; Klimaszewski et al., 2005; Pihlaja et al., 2006) やハネカクシ科甲虫類 (Klimaszewski et al., 2008)、土壤動物 (Siira-Pietikäinen et al., 2003) で知られている。オサムシ科に属する甲虫類 (オサムシ類という) は林床で生活する代表的な分類群であり、調査が容易であること、生態が他の分類群よりもよく知られていることから、森林施業を含めた土地利用変化の影響が注目されてきた分類群である (Rykken et al., 1997; Rainio and Niemelä, 2003; Karen et al., 2008)。そのため、地はぎの影響を扱った研究はオサムシ類でもっとも蓄積されている。例えば、皆伐後に地はぎを行った林分と行わなかった林分を比較した研究では、皆伐面積に関わらず地はぎによる種構成の変化は小さく、一部の森林性種の個体数が減少しただけであった (Beaudry et al., 1997; Koivula and Niemelä, 2003)。また、同一林分内で 0.06~0.25 ha の小面積皆伐 (gap cut) 後に、地はぎを行ったギャップと行わなかったギャップを比較した研究でも、

地はぎによる有意な影響はみられなかった (Klimaszewski et al., 2005)。一方、皆伐後の林分内で 50 cm 幅の地はぎ列と、それに隣接する地はぎにより除去した有機物を堆積した列、無処理列を比較した研究では、森林性種または飛翔能力のない種の個体数は地はぎ列よりも無処理列で有意に多く、逆に開放地性種の個体数は地はぎ列で多かった (Pihlaja et al., 2006)。このように皆伐後の地はぎに関しては、研究対象とする空間スケールが小さいほど影響が顕著になる傾向がある。しかし、択伐後の地はぎが動物群集に与える影響を明らかにした例はこれまでにない。

小面積樹冠下地はぎを行うことで後継樹を確保し、択伐林の樹種構成や林分構造を維持することは、長期的には生物多様性の保全に貢献すると期待される。しかし地はぎによる林床の攪乱は、短期的には択伐林の林床に生息する動物の多様性に悪影響を及ぼす可能性がある。そのため本研究では北海道北部の針広混交天然林において、小面積樹冠下地はぎ施工後のオサムシ群集の変化を調べた。前述のように、研究対象とする空間スケールが小さいほど地はぎの影響が顕著になる傾向がある。このため本研究では、同一林分内に地はぎを行った場所と行わなかった場所を隣接して設定し、小さな空間スケールでのオサムシ類の種数および個体数の比較を行った。まず、小面積樹冠下地はぎを行った 2 年後に地はぎ区とそれに隣接する対照区で調査を行い、オサムシ群集に及ぼす地はぎの影響を調べた。次に、地はぎの 4 年後に同じ場所を再調査し、その影響の経年変化を検討した。

本研究を進めるにあたり、石橋聡氏、高橋正義氏、北海道森林管理局森林技術センターには試験地の設定と維持を、河原孝行氏には植生調査の協力を、榊原和磨氏、上田明良氏、堀繁久氏にはオサムシ類の同定支援を、小松綾乃氏には標本作製をして頂いた。ここに感謝の意を表す。本研究は JSPS 科研費 25252030 の助成を受けた。

材料および方法

1. 調査地と地はぎの概要

調査は北海道士別市の朝日天然林施業試験地 (上川北部森林管理署 2069 林班と小班, 北緯 44°05', 東経 142°48', 標高 410~550 m) で行った。本試験地は、南西向き斜面の針広混交林にあり、その中に 1 ha (100 m × 100 m) のプロットが近接して 3 カ所設定されている。プロット内の胸高直径 5 cm 以上の立木密度は 1,100 本/ha, 胸高断面積合計は 39.8 m²/ha である (倉本ら, 2011)。高木層の出現種数は 28 種で、トドマツとミズナラ *Quercus crispula* Blume が大半を占め、それ以外にイタヤカエデ、エゾマツ *Picea jezoensis* Carr., ウダイカンバ *Betula maximowicziana* Regel 等がある (倉本ら, 2011)。また、林床はクマイザサ *Sasa senanensis* (Franch. et Sav.) Rehd. が優占している。

1haプロットのうちの二つにおいて、2008年9月から10月に択伐が実施された(材積択伐率17%)。そして、翌2009年8月に、二つの1haプロット内で、合計10カ所の小面積樹冠下地はぎを行った(倉本ら, 2011)。地はぎを行った場所はそれぞれ20m以上離れていた。地はぎにはバックホウを用い、伐採により形成された林冠ギャップ(10~20m四方)内の地表をはぎ取った。地はぎのサイズは重機が施工面に乗り入れることなく効率的に作業ができるように幅5m、長さ8~10mとした。バケットの爪を地中に完全に隠れる程度差し込み、林床を覆うササの根茎ごと土を持ち上げることによって地表植生とリターをはぎ取った。この際に、バケットを軽くゆすり、ササの根茎に付着した表土をできるだけふり落とし、最後に表土が露出した施工面をバケットで軽くなぞり、残った根茎を掻き取るとともに表土を攪拌した。本研究では、地はぎを行った10カ所を地はぎ区とした。そして、それと比較するため、地はぎ区と同じ林冠ギャップ内で、各地はぎ区から2m離れた地はぎを行っていない場所に対照区を設定した。

調査地周辺の開放地としては、択伐を行った二つの1haプロットの南西側と北東側に隣接して集材路が通っている。また、プロットの端から約100m離れた所に土場跡と林道がある。プロット内には作業路が通っているが、この上は樹冠に覆われており開放地にはなっていない。

2. オサムシ類調査

地はぎから2年後の2011年と4年後の2013年に、無餌ピットフォールトラップを用いてオサムシ類を捕獲した。ピットフォールトラップには上部外径7cm、深さ9cmの半透明プラスチックカップを用い、各調査区の中心から四方に2個ずつ計8個を1mおよび2m離して設置した。各トラップには保存液としてプロピレングリコール50mlを入れ、キタキツネ等によるトラップの攪乱を防ぐために久保田(1998)、上田(2015)にならい、一味唐辛子を0.2g加えた。また、降雨による保存液の希釈を防ぐため、透明なプラスチック製の屋根を設置した。オサムシ類の捕獲は、6月、7月、8月にそれぞれ連続7日間トラップを設置して行った。回収したオサムシ類は、上野ら(1985)および滋賀県立琵琶湖博物館(2015)にもとづいて種を同定した。また、堀(2001, 2003, 2008)およびKaizuka and Iwasa(2015)にもとづいて、出現したオサムシ類各種の生息環境を森林性と非森林性に分類した。

3. 植生調査

地はぎ後の植生変化を把握するために、2011年と2013年の9月に植生調査を行った。地はぎ区では施工面を4分割し、分割したそれぞれの区画に1m²の調査枠を3~4個ずつ設置した(1調査区につき合計12~16個)。また、対照区には1m²の調査枠を8個ずつ設置した。全ての調査

枠においてササの高さと植被率を調査した。そして各調査区の平均値を算出し、その平均値と標準偏差を地はぎ区と対照区ごとに求めた。

4. 解析方法

解析には各調査区の6月、7月、8月の合計捕獲個体数を用いた。まず、各調査区の調査年ごとの種数と個体数を森林性種と非森林性種に分けて算出した。そして隣接した地はぎ区と対照区をペアとするWilcoxonの符号順位検定(Wilcoxon signed-rank test)により種数および個体数における地はぎ区と対照区の違いを検定した。次に、各調査区の調査年ごとの種構成を解析するために、非計量的多次元尺度構成法(non-metric multidimensional scaling)による座標づけを行った。各種の個体数は1を加えてから自然対数変換し、非類似度はBray-Curtis指数を用い、座標軸の数は2とした。Bray-Curtis指数は二つのサンプルにおいて、出現した各種個体数の差をもとに両サンプルの非類似度を算出する指数であり、両サンプルの個体数構成が同じであれば0をとり、全く異なれば1をとる(Faith et al., 1987)。地はぎ区と対照区の種構成の違いの経年変化を解析するために、隣接した地はぎ区と対照区の間Bray-Curtis指数を算出し、同じ調査区間の2011年と2013年の値をペアとするWilcoxonの符号順位検定を行った。最後に、各種の個体数を地はぎ区と対照区で比較するため、隣接した地はぎ区と対照区をペアとするWilcoxonの符号順位検定を調査年ごとに行った。各種の個体数を両処理区で比較する解析には、両年の合計40調査区のうち10調査区以上で出現した種のみを対象とした。

全ての解析にはR Ver. 3.0.2(R Core Team, 2013)を用いた。Wilcoxonの符号順位検定にはexactRankTests R Package Ver.0.8-27(Hothorn and Hornik, 2013)を、非計量的多次元尺度構成法にはvegan R Package Ver.2.0-9(Oksanen et al., 2013)を用いた。

結 果

1. 地はぎのオサムシ群集への影響

調査の結果、合計で24種14,721個体のオサムシ類を捕獲した(Table 1)。最優占種は2011年、2013年ともにツンベルグナガゴミムシ*Pterostichus thunbergi* Morawitzであり、次いでコクロツヤヒラタゴミムシ*Synuchus melantho* (Bates)、マルガタナガゴミムシ*Pterostichus subovatus* Motschulsky等の森林性種の個体数が多かった(Table 1)。森林性種は全24種中の17種であり、全個体数の大半(2011年97%、2013年98%)を占めていた。一方、非森林性種ではアオゴミムシ*Chlaenius pallipes* Gebler、コガシラナガゴミムシ*Pterostichus microcephalus* (Motschulsky)、ウシアカクロゴモクムシ*Harpalus sinicus* Hopeが多かった。

調査区あたりの種数を地はぎ区と対照区で比較すると、

Table 1. Carabid beetles sampled in scarified and unscarified sites in 2011 and 2013 using pitfall traps

Scientific name	Total catch	No. sites sampled
● <i>Pterostichus thunbergi</i> Morawitz	8,139	40
● <i>Synuchus melantho</i> (Bates)	1,680	40
● <i>Pterostichus subovatus</i> Motschulsky	918	31
● <i>Carabus conciliator hokkaidensis</i> Lapouge	888	37
● <i>Leptocarabus opaculus opaculus</i> (Putzeys)	808	40
● <i>Colpodes daisetsuzanus</i> Nakane	497	40
● <i>Pterostichus adstrictus</i> (Eschscholtz)	407	39
● <i>Carabus granulatus yezoensis</i> Bates	376	36
● <i>Pterostichus orientalis jessoensis</i> (Tschitscherine)	364	39
○ <i>Chlaenius pallipes</i> Gebler	203	22
● <i>Damaster blaptoides rugipennis</i> (Motschulsky)	168	24
● <i>Synuchus cycloderus</i> (Bates)	148	34
● <i>Cychnus morawitzi</i> Gehin	42	23
● <i>Damaster gehinii gehinii</i> (Fairmaire)	23	16
○ <i>Pterostichus microcephalus</i> (Motschulsky)	20	5
● <i>Colpodes buchanani</i> (Hope)	12	5
○ <i>Harpalus sinicus</i> Hope	7	4
● <i>Leistus niger alecto</i> Bates	7	6
○ <i>Synuchus arcuaticollis</i> (Motschulsky)	5	3
○ <i>Bembidion galloisi</i> Netolitzky	3	2
○ <i>Pterostichus planicollis</i> (Motschulsky)	2	1
● <i>Synuchus nitidus</i> (Motschulsky)	2	2
○ <i>Platynus thoreyi nipponicus</i> Habu	1	1
● <i>Calosoma inquisitor cyanescens</i> (Morawitz)	1	1

Species were listed in descending order of the total catch. Dominant species, which were sampled in more than 10 sites in total of two years, were shown in bold. ●, forest species, ○, non-forest species according to Horii (2001, 2003, 2008) and Kaizuka and Iwasa (2015).

森林性種では2011年、2013年ともに有意差はなかったが(2011年: $V=26$, $p=0.344$; 2013年: $V=12$, $p=0.563$), 非森林性種では両年ともに地はぎ区の方が多かった(2011年: $V=36$, $p=0.008$; 2013年: $V=45$, $p=0.004$, Fig. 1a). 森林性種と非森林性種をまとめた全種数は2011年には地はぎ区の方が多かったが($V=40.5$, $p=0.035$), 2013年には有意差がなかった($V=37$, $p=0.106$).

一方、調査区あたりの個体数を地はぎ区と対照区と比較すると、森林性種では2011年には有意差がなかったが($V=25$, $p=0.846$), 2013年には対照区の方が多かった($V=0$, $p=0.002$, Fig. 1b). これは2013年に対照区でツンベルグナガゴミムシが平均456個体も捕獲されたため、この種を除いて検定を行うと、2013年も地はぎ区と対照区の間には有意差はなかった($V=9$, $p=0.064$). 非森林性種では両年ともに地はぎ区の方が個体数は多かった(2011年: $V=55$, $p=0.002$; 2013年: $V=55$, $p=0.002$). 森林性種と非森林性種をまとめた全個体数は2011年には有意差がなかったが($V=28$, $p=1.000$), 2013年には対照区の方が多かった($V=0$, $p=0.002$).

非計量的多次元尺度構成法により調査区の座標づけを行った結果、stress値は0.127であり、座標平面上の距離

は調査区間の非類似度をほぼ表していた(McCune et al., 2002). 座標づけの結果、地はぎ区と対照区は調査年ごとに異なる場所にまとまって位置づけられた(Fig. 2). 地はぎ区は第1軸のプラス側に位置づけられ、対照区は第1軸のマイナス側に位置づけられた。また、2011年のプロットは第2軸のマイナス側に位置づけられ、2013年のプロットは第2軸のプラス側に位置づけられた。この結果は、オサムシ類の種構成が地はぎの有無、または調査年により異なることを示している。また、座標平面上における地はぎ区と対照区の距離は2011年よりも2013年の方が短いため(Fig. 2), 地はぎ区と対照区の種構成は2013年の方が類似していると考えられた。そこで、隣接する地はぎ区と対照区間のBray-Curtis指数を比較したところ、その平均値は2011年に0.302だったのが2013年には0.229となり、有意に異なっていた($V=55$, $p=0.002$). この結果は、地はぎ後の年数が経過するに従って、地はぎ区と対照区の種構成が類似したことを示している。

2. オサムシ各種の地はぎへの反応

両年の合計40調査区のうち、10調査区以上で出現した種は14種であった(Table 1). この内の13種は森林性種であり、非森林性種はアオゴミムシだけであった。

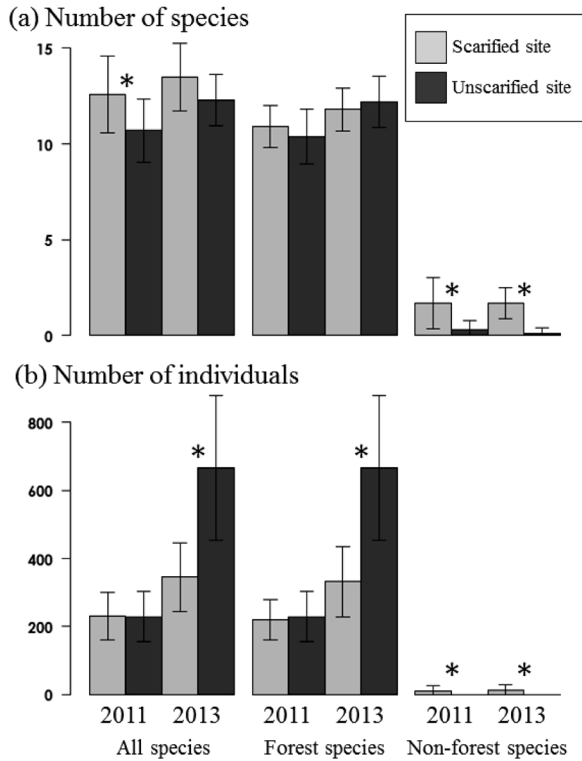


Fig. 1. Mean number of species and individuals of carabid beetles in scarified and unscarified sites in 2011 and 2013. Error bars show standard deviation (SD). Asterisks (*) indicate $p < 0.05$ in Wilcoxon signed-rank test.

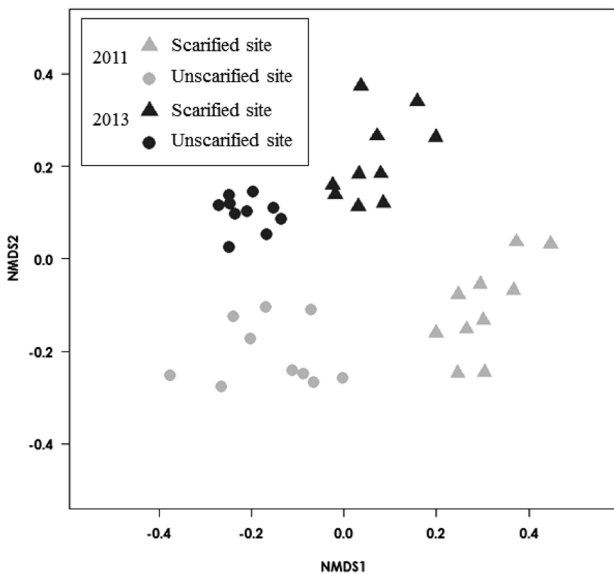


Fig. 2. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) ordination of carabid beetles in each site in 2011 and 2013.

2011年に地はぎ区で対照区より個体数が少なかったのはツンベルグナガゴミムシ、コブスジアカガネオサムシ *Carabus conciliator hokkaidensis* Lapoue, ヒメクロオサム

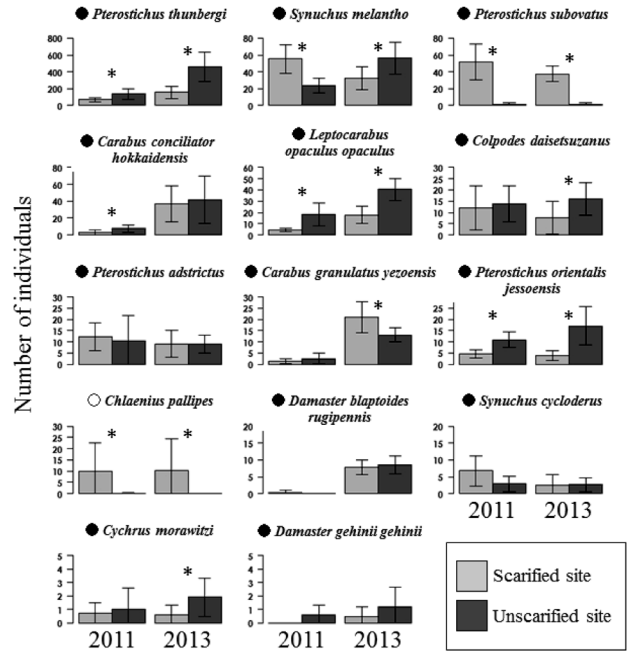


Fig. 3. Mean number of individuals for 14 dominant carabid beetles in scarified and unscarified sites in 2011 and 2013. Error bars show standard deviation (SD). Asterisks (*) indicate $p < 0.05$ in Wilcoxon signed-rank test. ●; forest species, ○; non-forest species according to Hori (2001, 2003, 2008) and Kaizuka and Iwasa (2015).

シ *Leptocarabus opaculus opaculus* (Putzeys), アトマルナガゴミムシ *Pterostichus orientalis jessoensis* (Tschitsherine) であった (Fig. 3)。このうちのツンベルグナガゴミムシ、ヒメクロオサムシ、アトマルナガゴミムシは2013年にも地はぎ区で個体数が少なかったが、コブスジアカガネオサムシの個体数は地はぎ区と対照区の間には有意差がなくなった。一方、2011年に地はぎ区で対照区より個体数が多かった種はコクロツヤヒラタゴミムシ、マルガタナガゴミムシ、アオゴミムシであった。このうちのマルガタナガゴミムシとアオゴミムシは2013年にも地はぎ区で個体数が多かったが、コクロツヤヒラタゴミムシの個体数は逆に地はぎ区で少なくなった。2011年に地はぎ区と対照区の個体数の間に有意差がなかった種のうち、ダイセツモリヒラタゴミムシ *Colpodes daisetsuzanus* Nakane とセダカオサムシ *Cychrus morawitzi* Gehin は2013年には地はぎ区で個体数が少なくなり、エゾアカガネオサムシ *Carabus granulatus yezoensis* Bates は地はぎ区で個体数が多くなった。

オオルリオサムシ *Damaster gehinii gehinii* (Fairmaire) は2011年には対照区でのみ捕獲されたが、2013年には地はぎ区と対照区の両方で捕獲されるようになった (Fig. 3)。しかし、2011年、2013年ともに地はぎ区と対照区の個体数の間に有意差はなかった。

3. 植生の変化

ササの高さは、2011年には地はぎ区で 11.8 ± 10.2 cm (平均±標準偏差)、対照区で 120.6 ± 24.7 cmであり、地はぎ区と対照区では100cmもの違いがあった。それが2013年には地はぎ区で 32.5 ± 19.9 cm、対照区で 140.8 ± 19.7 cmとなり、地はぎ区では2.8倍に増加し、対照区でもササの高さが若干増加した。植被率は、2011年には地はぎ区で $26.7 \pm 21.8\%$ 、対照区で $95.3 \pm 4.9\%$ だったのが、2013年には地はぎ区で $64.0 \pm 24.8\%$ 、対照区で $97.4 \pm 3.8\%$ となり、地はぎ区では2.4倍に増加したが、対照区では変化しなかった。

考 察

1. 地はぎのオサムシ群集への影響

本調査の結果、非森林性種の種数と個体数は2011年、2013年ともに地はぎ区の方が対照区よりも多かった (Fig. 1)。非森林性種の中でもアオゴミムシやコガシラナゴミムシ、ウスアカクロゴモクムシはいずれも草原等の開放地を主な生息場所とする種である。このような開放地性種が地はぎにより増加する傾向は、フィンランドのトウヒ林で皆伐後の地はぎ列と無処理列とを比較した研究 (Pihlaja et al., 2006) や、北海道の風倒ギャップで倒木処理後に表土を削って均しその後植栽を行ったギャップと、倒木処理のみを行ったギャップとを比較した研究 (堀, 2012) と一致する。しかし、Pihlaja et al. (2006) と堀 (2012) では、地はぎにより非森林性種の個体数が森林性種を上回ったのに対して、本調査では非森林性種は全個体数の2~3%を占めるだけであった。また、表土が露出した環境を選好するため、典型的な開放地性種とされるゴモクムシ亜科 (Harpalinae) やマルガタゴミムシ属 (Amara) に属する種はウスアカクロゴモクムシだけであった。

地はぎによる開放地性種の増加が少なかった原因として、開放地性種の移入には時間がかかる可能性と、地はぎ区が開放地性種にとって好適な環境ではない可能性が挙げられる。移入までにかかる時間に関して、伐採と地はぎ後のオサムシ群集の経年変化を調べた研究では、開放地性種は地はぎ直後から侵入を始め、地はぎ2年後には個体数が一定となった (Koivula and Niemelä, 2003)。本調査では、プロット周辺に集材路や林道等の開放地性種の生息場所となりうる場所がありながら、地はぎ4年後の2013年の調査でも開放地性種が少なかった。このことから、開放地性種が少ししか増加しなかった原因が移入までの時間不足だとは考えにくい。一方、環境の選好性に関しては、開放地性種は表土が露出し地表温度の高い場所や (Pihlaja et al., 2006; Niemelä et al., 2007)、乾燥した日当たりの良い場所を好む (Beaudry et al., 1997)。小面積樹冠下地はぎでは、周辺の樹冠により林床の光強度が制限される (倉本ら, 2012) ため、地はぎ区の日当たりが良くなり地表温度も

上昇しなかった結果、開放地性種の増加が抑えられたと考えられる。また、林床のリター量の増加は開放地性種の減少をもたらすため (Koivula et al., 1999)、周囲の樹冠から供給されたリターが表土を覆ったことも開放地性種があまり増加しなかった原因の一つだと考えられる。

本研究では、択伐によって形成された小さなギャップ内で小面積の地はぎを行った結果、オサムシ類の種構成に明らかな変化が生じた (Fig. 2)。地はぎによる非森林性種の増加が少ないことから、種構成変化の主要因は森林性種に変化が起きたためと考えられる。実際、統計的検定を行った13種の森林性種のうち、2011年は6種、2013年は8種で地はぎ区と対照区の個体数の間に有意差があった。このような森林性種の種構成の変化は北米や北欧で地はぎの影響を調べた研究では知られていない (Beaudry et al., 1997; Koivula and Niemelä, 2003; Klimaszewski et al., 2005; Pihlaja et al., 2006)。本研究で森林性種の種構成が変化した原因としては、北米や北欧では林床植生が乏しい (Jalonen and Vanha-Majamaa, 2001; Prévost et al., 2010) のに対して、本調査ではササが繁茂しており、このササを含む林床植生を除去したためと考えられる。ササの除去が森林性種の種構成に大きな影響を及ぼすことは関東地方の里山林管理でも知られており、ササや低木を刈り取った林ではアオオサムシ *Carabus insulicola* Chaudoir 等の特定の森林性種が寡占する状態となる (松本, 2008)。また、近畿地方の針広混交林において、シカの採食によりササの現存量が減少した場合にも、森林性種の種構成が変化する (上田ら, 2009)。

2. 地はぎ後の経年変化

地はぎ区と隣接する対照区間の非類似度は2011年よりも2013年の方が小さく、地はぎから年数が経過するに従ってオサムシ類の種構成が類似したことが示された (Fig. 2)。地はぎ区のササの高さや植被率は2013年に2011年の2倍以上になり、対照区には及ばないものの植生の全体量は回復してきている。また今回、調査はしていないが、周囲の樹冠からの落葉の供給によってリター堆積量も回復してきていると考えられる。各種の個体数 (Fig. 3) をみると、コブスジアカガネオサムシは2011年には地はぎ区で個体数が少なかったが2013年には有意差がなくなり、地はぎの影響が緩和されたと考えられる。また、オオルリオサムシはもともと生息密度が低いため、地はぎ区と対照区間に有意差はなかったと考えられるが、2013年にはじめて地はぎ区で捕獲された。オオルリオサムシは安定した環境を好む林内種であり (堀, 2001)、植生やリターの回復により地はぎ区に出現するようになったと考えられる。一方で、ダイセツモリヒラタゴミムシとセダカオサムシの個体数は2011年には地はぎ区と対照区間に有意差がなかったにも関わらず、2013年には地はぎ区で少なくなった。オサムシ類への森林伐採の負の影響は、攪乱

後3~5年経たないと現れない場合がある (Niemelä et al., 1993). そのため、これらの種の地はぎへの反応は、地はぎ後ある程度の年数が経過してから起きたのかもしれない。

3. 小面積樹冠下地はぎとオサムシ類の多様性

森林施業がオサムシ類に及ぼす影響を調べた多くの研究では、伐採等の施業により森林性種は減少し、開放地性種は増加することが明らかになっている (Niemelä et al., 2007). そのため、オサムシ類保全の観点からは、森林性種の減少を緩和する施業が望ましいと考えられる (Klimaszewski et al., 2005; Niemelä et al., 2007). 今回の小面積樹冠下地はぎにより、森林性種の種数および個体数は減少しなかった。このことから、小面積樹冠下地はぎはオサムシ類の多様性に及ぼす影響が小さい更新作業であると考えられる。また、森林性種の種構成が変化したことが示すように地はぎ区と対照区のそれぞれを選好する種がいたことから、小面積樹冠下地はぎは林分内に森林性種の多様な生息環境を作り出すと考えられる。

一方で、地はぎ区と対照区の間にもみられた森林性種の種構成の違いはオサムシ類のマイクロハビタット選択の結果であると考えられ (Niemelä et al., 1992), 各種の存続性につながる地域個体群動態を示すものではない。オサムシ類の分布に影響する要因は空間スケールによって異なるため (Niemelä and Spence, 1994), 今後は、択伐林内の一部の地はぎが、林分全体のオサムシ群集にどれくらいの影響を与えるのかを検討する必要がある。また、長期的にみると、小面積樹冠下地はぎは多様な樹種の更新に寄与し、天然林の樹種構成や林分構造の維持に貢献することが期待される。そして、これはオサムシ類を含む、天然林に生息する生物の生息環境の保全につながると考えられる。

摘 要

天然林択伐後の更新阻害を解決する方法として、択伐後の林冠ギャップ内で地はぎを行う小面積樹冠下地はぎが提案されている。本研究では北海道北部の針広混交天然林において、小面積樹冠下地はぎがオサムシ科甲虫に及ぼす影響を地はぎ2年後と4年後に調べた。地はぎ区とそれに隣接する対照区にピットフォールトラップを設置してオサムシ類を採集した結果、捕獲個体の98%は森林性種であり、地はぎによる非森林性種の移入はほとんどなかった。森林性種の種数は両年ともに地はぎ区と対照区間に有意差がなかったが、非森林性種の種数は両年ともに地はぎ区の方が多かった。また、オサムシ類の種構成は両年ともに地はぎの有無により異なっていた。隣接する地はぎ区と対照区間の非類似度は地はぎ2年後よりも4年後の方が小さく、地はぎによる種構成の違いは地はぎ後の年数が経過するほど減少した。各種の個体数を解析した結果、森林性種の中

に地はぎ区で多い種と、逆に対照区で多い種がみられた。オサムシ類保全の観点からは森林性種の種数の減少を緩和する施業が望ましいと考えられているが、この意味からすると、今回の地はぎはオサムシ類の多様性への影響が小さいと考えられる。

引用文献

- Bauhus, J., K. Puettmann and C. Messier (2009) Silviculture for old-growth attributes. *For. Ecol. Manag.* 258: 525–537.
- Beaudry, S., L. C. Duchesne and B. Cote (1997) Short-term effects of three forestry practices on carabid assemblages in a jack pine forest. *Can. J. Forest Res.* 27: 2065–2071.
- Faith, D. P., P. R. Minchin and L. Belbin (1987) Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69: 57–68.
- Franklin, J. F. et al. (2002) Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecol. Manag.* 155: 399–423.
- 堀 繁久 (2001) オサムシ科甲虫群集からみた森林のエッジ効果. 北海道開拓記念館研究紀要 29: 51–58. [Hori, S. (2001) Edge effect of a forest viewed from ground beetle community (Coleoptera, Carabidae). *Bulletin of the Historical Museum of Hokkaido* 29: 51–58.]
- 堀 繁久 (2003) 孤立林のオサムシ科甲虫群集の特性. 北海道開拓記念館研究紀要 31: 15–28. [Hori, S. (2003) Characteristics of carabid beetles inhabiting in the isolated forest. *Bulletin of the Historical Museum of Hokkaido* 31: 15–28.]
- 堀 繁久 (2008) 森を飛ぶゴミムシと這うゴミムシ. 昆虫と自然 43: 15–19. [Hori, S. (2008) Flight and flightless carabid beetles captured in a forest. *The Nature & Insects* 43: 15–19.]
- 堀 繁久 (2012) オサムシ科甲虫群集を利用した森林環境モニタリング. 北海道開拓記念館研究紀要 40: 1–20. [Hori, S. (2012) Forest environment monitoring using communities of ground beetles. *Bulletin of the Historical Museum of Hokkaido* 40: 1–20.]
- Hothorn, T. and K. Hornik (2013) exactRankTests: Exact distributions for rank and permutation tests. R package version 0.8-27. <http://cran.r-project.org/web/packages/exactRankTests/index.html> (2014年10月21日確認)
- Jalonen, J. and I. Vanha-Majamaa (2001) Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecol. Manag.* 146: 25–34.
- Kaizuka, J. and M. Iwasa (2015) Carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in coniferous plantations in Hokkaido, Japan: effects of tree species and environmental factors. *Entomol. Sci.* 18: 245–253.
- Karen, M., J. O'Halloran, J. Breen, P. Giller, J. Pithon and T. Kelly (2008) Distribution and composition of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities across the plantation forest cycle—Implications for management. *Forest Ecol. Manag.* 256: 624–632.

- Klimaszewski, J., D. W. Langor, T. T. Work, G. Pelletier, H. J. Hammond and C. Germain (2005) The effects of patch harvesting and site preparation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in yellow birch dominated forests of southeastern Quebec. *Can. J. Forest Res.* 35: 2616–2628.
- Klimaszewski, J., D. W. Langor, T. T. Work, J. H. E. Hammond and K. Savard (2008) Smaller and more numerous harvesting gaps emulate natural forest disturbances: a biodiversity test case using rove beetles (Coleoptera, Staphylinidae). *Divers. Distrib.* 14: 969–982.
- Koivula, M. and J. Niemelä (2003) Gap felling as a forest harvesting method in boreal forests: responses of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Ecography* 26: 179–187.
- Koivula, M., P. Punttila, Y. Haila and J. Niemelä (1999) Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest. *Ecography* 22: 424–435.
- 久保田耕平 (1998) 東京大学演習林田無試験地におけるオサムシ科甲虫 (Carabidae) の活動性の季節変動—特に繁殖季節について—。東京大学農学部演習林報告 100: 1–11. [Kubota, K. (1998) The seasonal activity changes of carabid beetles at experiment station at Tanashi, the University of Tokyo: with special reference to the reproductive season (Coleoptera, Carabidae). *Bull. Univ. of Tokyo For.* 100: 1–11.]
- 倉本恵生・飯田滋生・真庭利明・藤岡裕之・横山誠二 (2011) 択伐天然林の更新補助作業の検討—小面積樹冠下地がきと人工根返し処理の翌年の更新状況—。日林北支論 59: 27–30. [Kuramoto, S., S. Iida, T. Maniwa, H. Fujioka and S. Yokoyama (2011) Examination of silvicultural operations for natural regeneration after selection harvesting: regeneration one year after small-scale soil scarification under canopies and the stump-uprooting treatment. *Trans. Mtg. Hokkaido Br. Jpn. For. Soc.* 59: 27–30.]
- 倉本恵生・飯田滋生・横山誠二・友田 敦・真庭利明・藤岡裕之 (2012) 択伐天然林の新たな更新補助作業法の検証—2つの改良型更新補助作業法の施工後2年目の更新状況—。北森研 60: 63–66. [Kuramoto, S., S. Iida, S. Yokoyama, A. Tomoda, T. Maniwa and H. Fujioka (2012) Examination of two novel silvicultural operations for natural regeneration after selection harvesting, based on regeneration second years after treatments. *Boreal For. Res.* 60: 63–66.]
- 松本和馬 (2008) 里山林の管理とゴミムシ群集の多様性。昆虫と自然 43: 20–26. [Matsumoto, K. (2008) Coppice forest management and ground beetle diversity. *The Nature & Insects* 43: 20–26.]
- McCune, B., J. B. Grace and D. L. Urban (2002) Analysis of ecological communities. MjM Software design., Oregon.
- 森 章 (2007) 生態系を重視した森林管理：カナダ・ブリティッシュコロンビア州における自然攪乱研究の果たす役割。保全生態学研究 12: 45–59. [Mori, A. (2007) Ecosystem-based forest management—The role of scientific research into natural disturbance regime in British Columbia, Canada. *Jap. J. Conserv. Ecol.* 12: 45–59.]
- Niemelä, J. K. and J. R. Spence (1994) Distribution of forest dwelling carabids (Coleoptera)—Spatial scale and the concept of communities. *Ecography* 17: 166–175.
- Niemelä, J., Y. Haila, F. Halme, T. Pajunen and P. Punttila (1992) Small-scale heterogeneity in the spatial-distribution of carabid beetles in the southern Finnish taiga. *J. Biogeogr.* 19: 173–181.
- Niemelä, J., J. R. Spence, D. W. Langor, Y. Haila and H. Tukia (1993) Logging and boreal ground beetle assemblages on two continents: implications for conservation. In *Perspectives in Insect Conservation* (K. J. Gaston, T. R. New and M. J. Samways, eds.). Intercept Ltd., Andover, pp. 29–50.
- Niemelä, J., M. Koivula and D. J. Kotze (2007) The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal forests. *J. Insect Conserv.* 11: 5–18.
- Noguchi, M. and T. Yoshida (2004) Tree regeneration in partially cut conifer–hardwood mixed forests in northern Japan: roles of establishment substrate and dwarf bamboo. *Forest Ecol. Manag.* 190: 335–344.
- Noguchi, M. and T. Yoshida (2005) Factors influencing the distribution of two co-occurring dwarf bamboo species (*Sasa kurilensis* and *S. senanensis*) in a conifer–broadleaved mixed stand in northern Hokkaido. *Ecol. Res.* 20: 25–30.
- Noguchi, M. and T. Yoshida (2007) Regeneration responses influenced by single-tree selection harvesting in a mixed-species tree community in northern Japan. *Can. J. Forest Res.* 37: 1554–1562.
- Oksanen, J. et al. (2013) vegan: Community ecology package. R package version 2.0-9. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan> (2014年2月5日確認)
- Pihlaja, M., M. Koivula and J. Niemelä (2006) Responses of boreal carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) to clear-cutting and top-soil preparation. *Forest Ecol. Manag.* 222: 182–190.
- Prévost, M., P. Raymond and J. M. Lussier (2010) Regeneration dynamics after patch cutting and scarification in yellow birch–conifer stands. *Can. J. Forest Res.* 40: 357–369.
- R Core Team (2013) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/> (2014年2月5日確認)
- Rainio, J. and J. Niemelä (2003) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators. *Biodivers. Conserv.* 12: 487–506.
- Rykken, J. J., D. E. Capen and S. P. Mahabir (1997) Ground beetles as indicators of land type diversity in the Green Mountains of Vermont. *Conserv. Biol.* 11: 522–530.
- 滋賀県立琵琶湖博物館 (2015) 里山のゴミムシ. http://www.lbm.go.jp/emuseum/zukan/gomimushi/kamei_list.html [Lake Biwa Museum (2015) Natural woodlands ground beetles.] (2015年1月4日確認)
- Siira-Pietikäinen, A., J. Haimi and J. Siitonen (2003) Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. *Forest Ecol. Manag.* 172: 339–353.
- 上田明良 (2015) 腐肉食性シデムシ科・コガネムシ上科食糞群を指標として用いた森林環境評価手法：捕獲におけるベイトタイプ、トラップタイプおよびトラップ数の効果。森林総合研究所研究報告 14: 1–14. [Ueda, A. (2015) Tools for

- evaluating forest habitat using carrion silphid (Silphidae) and scarabaeoid dung beetles (coprophagous group of Scarabaeoidea) as indicators: Effects of bait type, trap type, and trap number on beetle captures. *Bulletin of FFPRI* 14: 1-14.]
- 上田明良・日野輝明・伊藤宏樹 (2009) ニホンジカによるミヤコザサの採食とオサムシ科甲虫の群集構造との関係. 日林誌 91: 111-119. [Ueda, A., T. Hino and H. Itô (2009) Relationships between browsing on dwarf bamboo (*Sasa nipponica*) by sika deer and the structure of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblage. *J. Jpn. For. Soc.* 91: 111-119.]
- 上野俊一・黒澤良彦・佐藤正孝 (1985) 原色日本甲虫図鑑 (II). 保育社, 大阪. [Ueno, S., Y. Kurosawa and M. Sato (1985) *The Coleoptera of Japan in Color, II.* Hoikusha, Osaka.]
- 梅木 清 (2003) 北海道における天然林再生の試み—かき起こし施業の成果と課題—. 日林誌 85: 246-251. [Umeki, K. (2003) The regeneration of natural forest on Hokkaido, northern Japan: Results of scarification and problems remaining to be solved. *J. Jpn. For. Soc.* 85: 246-251.]
- 渡邊定元 (2003) 天然林施業技術の評価と課題—天然林施業が定着できず森林劣化が起こった技術的問題点の総括—. 日林誌 85: 273-281. [Watanabe, S. (2003) Evaluation and problems of natural forest management: Technical issues occurring in Japan in which natural forest management failed to become established, resulting in forest degradation. *J. Jpn. For. Soc.* 85: 273-281.]
-